第 37 卷第 4 期　　　　生　态　学　报　　　　Vol.37,No.4
2017 年 2 月　　　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　　　Feb.,2017

DOI: 10.5846/stxb201606241245

郑蔚,李超,元晓春,郑永,陈岳民,林伟盛,杨玉盛.皆伐火烧对亚热带森林不同深度土壤 CO_2 通量的影响.生态学报,2017,37(4):1221-1231.

Zheng W, Li C, Yuan X C, Zheng Y, Chen Y M, Lin W S, Yang Y S.The impact of clear-cutting and slash burning on soil CO_2 flux at different soil depths in a subtropical forest.Acta Ecologica Sinica,2017,37(4):1221-1231.

皆伐火烧对亚热带森林不同深度土壤 CO_2 通量的影响

郑　蔚[1,2],李　超[1,2],元晓春[1,2],郑　永[1,2],陈岳民[1,2],林伟盛[1,2,*],杨玉盛[1,2]

1 福建师范大学地理科学学院,福州　350007

2 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地,福州　350007

摘要:评估不同深度土壤的 CO_2 通量是研究土壤碳动态的重要手段。目前有关皆伐火烧对森林土壤碳排放的影响研究仅局限于表层土壤,而对不同深度土壤碳排放影响鲜见报道。以米槠(*Castanopsis carlesii*)次生林(对照)及其皆伐火烧后林地为研究对象,利用非红外散射 CO_2 探头测定土壤 CO_2 浓度,并结合 Fick 第一扩散法则估算不同深度(0—80 cm)土壤 CO_2 通量。结果表明:(1)皆伐火烧改变土壤向大气排放的表观 CO_2 通量,在皆伐火烧后的 2 个月内土壤表观 CO_2 通量显著高于对照 68%;2 个月后,土壤表观 CO_2 通量低于对照 37%。(2)皆伐火烧后,除 10—20 cm 的 CO_2 通量提高外,其余各深度(0—10、20—40、40—60 cm 和 60—80 cm)的 CO_2 通量均降低。同时,皆伐火烧改变不同土层对土壤呼吸的贡献率,降低 0—10 cm 土层的贡献率,提高 10—20 cm 土层的贡献率。(3)对照样地仅 0—10 cm 土壤 CO_2 通量与温度呈显著指数相关,10—40 cm 深度 CO_2 通量则与土壤含水率呈显著线性相关。皆伐火烧后 0—10 cm 和 10—20 cm 处土壤的 CO_2 通量均与温度呈指数相关。说明皆伐火烧改变了不同深度土壤 CO_2 通量对于环境因子的响应。因此为准确评估和预测皆伐火烧对土壤与大气间碳交换的影响,应考虑皆伐火烧后不同时期土壤 CO_2 通量的变化,以及不同深度土壤 CO_2 通量对皆伐火烧的响应。

关键词:皆伐火烧;CO_2 通量;土壤剖面;土壤温度;土壤含水量

The impact of clear-cutting and slash burning on soil CO_2 flux at different soil depths in a subtropical forest

ZHENG Wei[1,2], LI Chao[1,2], YUAN Xiaochun[1,2], ZHENG Yong[1,2], CHEN Yuehmin[1,2], LIN Weisheng[1,2,*], YANG Yusheng[1,2]

1 *School of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou* 350007, *China*

2 *Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou* 350007, *China*

Abstract: Soil CO_2 flux at different depths is an important means of researching the soil carbon dynamics. At present, the impacts of clear-cutting and slash burning on forest soil carbon emissions focus on surface soil, while their impacts on soil carbon emissions at different depths are not well known. In this study, CO_2 flux along a soil profile (0—80 cm) was measured in an uncut secondary *Castanopsis carlesii* forest (CT) and a clear-cut, slash burnt (SB) stand of *Castanopsis carlesii* located in Sanming, Fujian. A scattered infrared CO_2 detector was used to measure soil CO_2 concentration, combined with Fick′s laws of diffusion to estimate soil CO_2 flux at different depths. Results showed that, (1) SB changed the apparent CO_2 flux significantly. Within two months after SB, the soil surface CO_2 flux increased by 68%. However, the soil surface CO_2 flux decreased by 37% two months later. (2) After SB, soil CO_2 fluxes at depths of 0—10, 20—40, 40—60 cm and 60—80 cm decreased with the exception of an increase at a depth of 10—20 cm. In the meantime, SB decreased the contribution rate of CO_2 flux in the 0—10 cm soil layer, and increased the contribution rate of CO_2 flux in the 10—20 cm

基金项目:国家自然科学基金重点项目(31130013);国家重点研发计划(2016YFD0600304)

收稿日期:2016-06-24;　　**修订日期:**2016-11-23

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: weilsnlin@fjnu.edu.cn

soil layer. (3) There was an exponential relationship between soil CO_2 flux at 0—10 cm and temperature, and the soil CO_2 fluxes at other soil depths were linearly correlated with soil moisture in the control plot. After SB, soil CO_2 fluxes at depths of 0—10 cm and 10—20 cm were exponentially correlated with soil temperature, which illustrated that SB changed the soil CO_2 flux response at different depths due to environmental factors. Thus, in order to estimate and predict the impact of clear-cutting and SB on carbon exchange between soil and the atmosphere accurately, it is necessary to consider the changes in soil CO_2 flux during different periods after SB and the response of soil CO_2 flux to SB at different depths.

Key Words: clear-cutting and slash burning; CO_2 flux; soil vertical profile; soil temperature; soil moisture

土壤呼吸作为陆地生态系统第二大的碳通量,在调节土壤碳库与生态系统碳循环的过程中发挥着重要的作用[1-3]。人类活动引起的森林转换导致生态系统碳储量降低,使得转换后的林地在近期内成为碳源。已有研究表明近一个世纪内由土地利用变化向大气排放的 CO_2 中有 87%来自于森林转换[4]。皆伐火烧作为我国南方商品林转换过程中的主要方式,其将严重影响土壤呼吸的速率以及土壤呼吸对气候变化的反馈[5]。因此,深入研究皆伐火烧对土壤呼吸的影响及其机制对于准确评估生态系统的碳平衡具有重要意义。

现阶段有关皆伐火烧对土壤呼吸影响已进行大量研究[6-7],但大多研究仅关注干扰活动对土壤表观 CO_2 通量和环境因子的影响[7-8],而皆伐火烧对不同深度土壤 CO_2 通量的影响则鲜见报道。土壤 CO_2 通量是土壤自养呼吸和异养呼吸总的 CO_2 产量在土壤剖面不同深度扩散的过程,受到不同深度土壤生物因素和环境作用的共同影响。评估不同深度的土壤 CO_2 通量可有效反应土壤 CO_2 生产量向地表排放的碳动态过程。但是,现阶段评估土壤与大气间碳交换对人为干扰和气候变化的响应仍然具有很大的不确定性,主要关注于温度、水分等环境因子对土壤 CO_2 生产量的生物过程,对于土壤 CO_2 在不同深度的通量还需要进一步的了解[9]。皆伐火烧将强烈改变不同深度土壤的物理和化学因素,进而影响不同深度土壤 CO_2 通量[10]。已有研究表明含水率降低后深层土壤对土壤表观 CO_2 通量的贡献率增加[11]。为此,本研究连续观测亚热带常绿阔叶米槠次生林皆伐火烧后的不同深度土壤 CO_2 通量的动态变化,分析皆伐火烧对亚热带森林不同深度土壤 CO_2 通量的影响。为更加准确评估人类活动引起的森林转换对生态系统碳循环的影响提供依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

试验地位于福建三明森林生态系统与全球变化定位观测研究站(26° 19′ N,117° 36′ E),本区地形以低山丘陵为主,平均海拔 330 m,属中亚热带季风性气候,年均降水量 1749 mm,年均气温 19.1℃。研究区主要为由黑云母花岗岩发育的红壤,土壤厚度超过 1 m。伐前植被为 1978 年经强度择伐后人促更新的米槠次生林,该林分密度为 2650 株/hm^2,平均树高 19.7 m,平均胸径 13.5 cm。主要树种为米槠(*Castanopsis carlesii*)、闽粤栲(*Castanopsis fissa Rehd*)、木荷(*Schima superba*)等,以米槠为优势树种。林下植被主要有毛冬青(*Ilex pubescens* Hook)、狗骨柴(*Tricalysia dubia*)、矩圆叶鼠刺(*Itea chinensis*)、沿海紫金牛(*Ardisia punctata*)、狗脊蕨(*Woodwardia japonica*)等。该林分 0—80 cm 土壤有机碳储量 85.34 t/hm^2,年均凋落物量 5.81 t hm^{-2} a^{-1}。

1.2 样地设置

于 2011 年 12 月对拟采伐的米槠次生林进行皆伐,3 个重复,每个标准样地面积 20 m×20 m。分别将每个标准样地林木全部伐除,移除树干后将采伐剩余物均匀覆盖在地表,在太阳下干燥 3 个月后,进行火烧,采伐剩余物与凋落物被全部烧尽,火烧时间为 2012 年 3 月 28 日。保留米槠次生林为对照处理(CT)。于 2012 年 7 月和 10 月对皆伐火烧样地进行除草。

1.3 土壤表观 CO_2 通量观测

为验证扩散模型在本研究区域的适用性,本研究利用 Li-8100 腔室法观测土壤表观 CO_2 通量,在每个标准

样地内布置 5 个 PVC 呼吸圈(内径 20 cm×高 10 cm),将 PVC 一端削尖插入土壤 3—5 cm。观测周期为每两周一次,于 9:00—10:00 进行观测。在前期(2012 年 3 月—2012 年 5 月)通过 Li-8100 腔室法对表观 CO_2 通量进行每天 1 次的观测,分别选定皆伐火烧和对照处理中平均土壤表观 CO_2 通量的观测点,作为长期监测的土壤剖面。

1.4　土壤剖面 CO_2 浓度观测

在每个标准样地内均挖取 1 个土壤深度为 1 m 的标准土壤剖面,在土壤深度为 10、20、40、60 cm 和 80 cm 处分别水平插入 3 个间隔 20 cm 的 PVC 管(长 80 cm×直径 2.0 cm),插入土壤 60 cm,外部露出 20 cm。然后使用三通接头将每层的 3 根 PVC 管连接起来,起到混合特定深度的土壤 CO_2 浓度减少土壤空间异质性,测量时将 CO_2 检测器插入连接管即可。为防止挖取土壤剖面对实验的影响,于 2012 年 4 月 1 日实验装置布设完毕,2012 年 6 月至 2013 年 5 月分别对各试验地进行持续观测。本研究采用的 CO_2 浓度观测装置为 SC8000 便携式土壤 CO_2 测定仪(GMT220 系列,Vaisala 公司,芬兰),该仪器由主机、连接线和 CO_2 检测器三部分组成,检测器采用新型硅基非散射红外 CO_2 设备(NDIR),在野外条件下不受灰尘、水汽等的影响,能够连续测量土壤 CO_2 浓度变化。仪器每间隔 30 min 对土壤 CO_2 浓度进行 1 次读数,主机内设有数据存储装置对采集的 CO_2 浓度数据进行保存。于 2013 年 6 月对土样进行采集,用于测定土壤的总碳、总氮、pH 和微生物生物量等指标(表 1)。

表 1　试验地土壤本底属性

Table 1　Soil properties of control treatment (CT) and Slash burning (SB)

处理 Treatment	土壤深度 Soil depth/cm	总碳 Total C/(g/kg)	总氮 Total N/(g/kg)	pH	微生物生物量碳 Microbial biomass C/(mg/kg)
对照(CT)	0—10	16.33±0.40Aa	1.46±0.01Aa	4.39±0.17Aa	202.3±1.24Aa
	10—20	10.85±0.10Ab	1.15±0.01Ab	4.40±0.31Aa	142.48±3.52Ab
	20—40	5.70±0.03Bc	0.81±0.01Bc	4.36±0.08Aa	108.61±4.19Ac
	40—60	3.81±0.07Ac	0.76±0.01Ac	4.37±0.3Aa	60.00±2.93Bd
	60—80	2.93±0.09Ac	0.69±0.01Ac	4.32±0.25Aa	54.75±1.04Ad
皆伐火烧(SB)	0—10	13.91±0.14Ba	1.43±0.01Aa	4.14±0.20Ab	153.86±7.67Ba
	10—20	9.49±0.10Ab	1.15±0.01Ab	4.51±0.18Aa	125.09±14.67Ab
	20—40	6.42±0.13Ac	0.91±0.01Ac	4.13±0.15Ab	78.29±2.11Bc
	40—60	4.33±0.16Ac	0.84±0.01Ac	4.08±0.07Ab	84.69±4.32Ac
	60—80	3.21±0.12Ac	0.78±0.01Ac	4.06±0.09Ab	42.32±1.21Bd

表中数据为均值±标准差;不同大写字母表示相同土层不同处理之间差异显著($P<0.05$),不同小写字母表示相同处理不同土层之间差异显著($P<0.05$)

1.5　土壤剖面 CO_2 通量和贡献率计算

扩散法以 Fick 第一扩散法为理论依据,不同深度土壤 CO_2 的通量(F_S)可以通过 CO_2 的浓度梯度及其在土壤中的有效气体扩散系数来计算[13]。

$$F_S = D_S \frac{dC}{dz} \quad (1)$$

式中,D_s 为土壤中 CO_2 的扩散系数(m^2/s);C 为深度 z(m)土壤 CO_2 浓度($\mu mol/m^3$);本研究中,0—10 cm CO_2 的通量表示以地表和土壤深度 10 cm 间的 CO_2 的浓度梯度计算的土壤表观 CO_2 通量;10—20 cm CO_2 的通量表示以土壤深度 10 cm 和 20 cm 间的 CO_2 的浓度梯度计算的 10 cm 深度的 CO_2 通量;以此类推。

D_s 的计算公式为:

$$D_s = \varepsilon D_a \quad (2)$$

式中,ε 为相对气体扩散系数;D_a 为自由大气 CO_2 扩散系数(T=20 ℃或 293. 15 K、P=1. 013×10^5Pa 时,D_a =

$1.47\times10^{-5}\ m^2/s$)。尽管目前有较多模型可用于估算 ε[14-16],但我们前期研究发现,Moldrup2000 模型最适用于本研究区域[17]。Moldrup2000 模型的计算公式为:

$$\varepsilon=\frac{(\varphi-\theta)^{2.5}}{\varphi} \tag{3}$$

式中,φ 为土壤孔隙度,θ 为土壤体积含水率(cm^3/cm^3)。

土壤呼吸年通量 R($g\ C\ m^{-2}\ a^{-1}$)计算公式[12]为:

$$R=\sum_{d}F_t\cdot3600\times24\times(12/1000000)$$

式中,F_t 表示扩散法所得土壤表观 CO_2通量。

土层的 CO_2产量可以通过土层净 CO_2通量来估算,也就是土层上下边界的 CO_2通量差值与原本储存在土层中的 CO_2之和。由于土层中储存的 CO_2量远小于土层边界的 CO_2通量,因此在计算土层的 CO_2产量时可将土层中储存的 CO_2量忽略不计[18]。

$$P_{CO_2}=F_1-F_2 \tag{4}$$

式中,F_1 、F_2 分别为土层上下边界 CO_2通量。

CO_2贡献率计算公式[13]为:

$$C=P_{CO_2}/F_t \tag{5}$$

1.6 土壤剖面温度与含水量观测

在每个标准样地内安装土壤剖面 CO_2浓度观测装置的同时,于各深度中分别埋入 2 支温度和水分探头(EC H_2O Model EC-5,Decagon 公司,英国),观测频率与土壤 CO_2浓度读数同步。

1.7 数据处理

使用 SPSS 19.0 和 Origin 9.0 软件进行数据处理和图形绘制。对所用数据进行前处理,并通过正态分布检验和 F 检验检验数据的正态分布和方差同质性。通过 t 检验进行假设检验,分析同一土层下对照与皆伐火烧的土壤 CO_2通量及其影响因素的差异显著性。通过 ANOVA 进行方差分析并使用 q 检验(S-N-K)进行多重比较,分析同一处理下不同深度的土壤 CO_2通量及其影响因素的差异显著性。采用指数模型($R=a\times e^{bT}$)和线性模型($R=a\times W+b$)拟合不同处理方式土壤剖面 CO_2通量与土壤温度、土壤含水量的关系。

2 结果与分析

2.1 不同深度土壤 CO_2浓度变化

本研究中,皆伐火烧和对照样地的土壤 CO_2浓度均随着土壤深度的增加而升高(图 1)。对照处理中,由(3063.30±100.43) μmol/mol 增至(8350.83±113.50)μmol/mol;皆伐火烧后,由(1126.01±638.55) μmol/mol 增至(4698.92±1866.66) μmol/mol。除皆伐火烧 10 cm 深度外,皆伐火烧和对照各土层 CO_2浓度年动态变化均呈单峰曲线(图 1),对照 10 cm 和 20 cm 深度的 CO_2浓度在 5—6 月达到峰值。各深度土壤 CO_2浓度达到峰值的时间随土壤深度的增加而延迟;10 cm 和 20 cm 深度 CO_2浓度在 2012 年 6 月达到峰值,40 cm 和 60 cm 在 2012 年 7 月达到峰值;80cm 深度 CO_2浓度在 2012 年 8 月达到峰值。

皆伐火烧后,皆伐火烧 10cm 处土壤全年 CO_2浓度都显著小于对照,其余各深度土壤 CO_2浓度在 2012 年 6 月至 10 月和 2013 年 2 月至 5 月间都小于对照(20%—68%),2012 年 11 月至 2013 年 1 月与对照间没有显著差异。

2.2 皆伐火烧对不同深度土壤 CO_2通量和贡献率的影响

将 Li-8100 腔室法观测到的 CO_2通量与扩散法计算的表观土壤 CO_2通量进行线性回归分析,结果指出两者具有很好的线性相关关系($y=1.06x-0.028$, $R^2=0.94^{**}$)(图 2)。说明本研究所使用的 Moldrup 2000 扩散模型适用于估算本地区的土壤 CO_2通量。

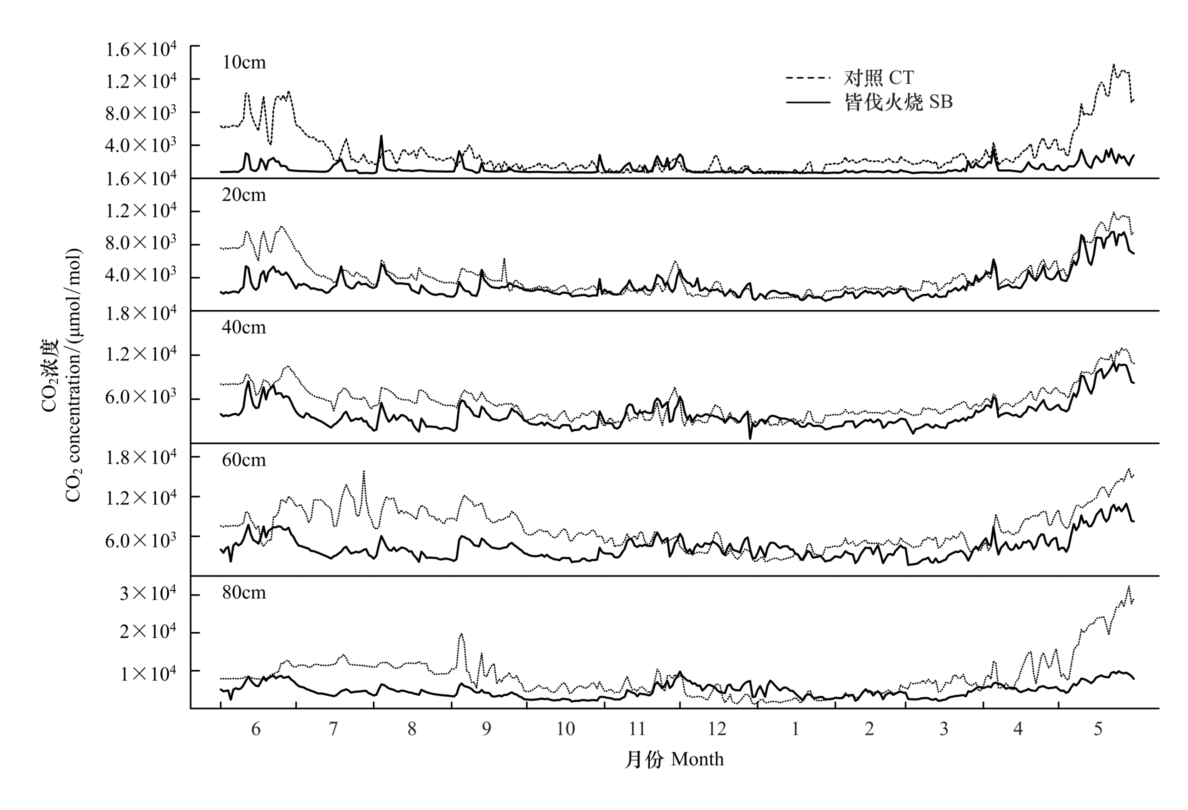


图 1　2012 年 6 月至 2013 年 5 月间皆伐火烧（SB）和对照（CT）土壤剖面 CO_2 浓度年变化动态

Fig.1　Inter-annual dynamic of soil vertical profile CO_2 concentrations in the SB (plain line) **and the CT** (dashed line) **plot from June 2012 to May 2013**

此外，2012 年 4 月至 5 月（火烧后 1—2 个月），皆伐火烧样地表观土壤 CO_2 通量显著高于对照样地（$P<0.05$）（图 3），然而火烧处理两个月后，皆伐火烧样地表观土壤 CO_2 通量显著低于对照样地，而 2012 年 12 月至 2013 年 1 月间皆伐火烧样地表观土壤 CO_2 通量与对照样地没有显著差异。

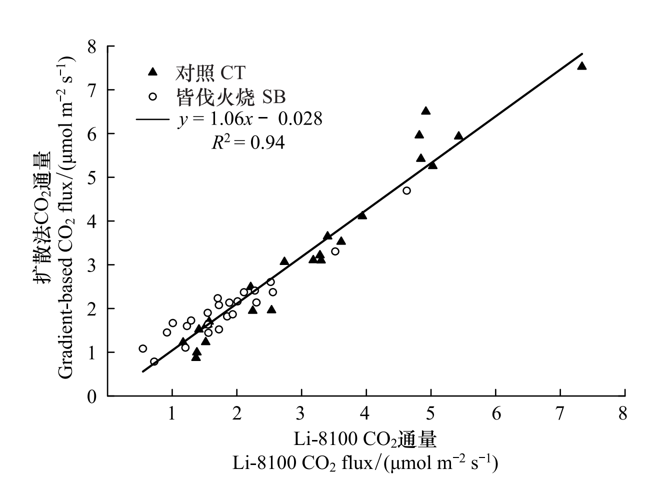


图 2　Li-8100 腔室法与扩散法所得 CO_2 通量之间的相关性

Fig.2　Correlation between soil surface CO_2 fluxes directly measured with Li-8100 chambers (horizontal axes) **and CO_2 fluxes calculated according to the gradient-based method** (vertical axes) **using the Moldrup et al.** (2000) **diffusivity model**

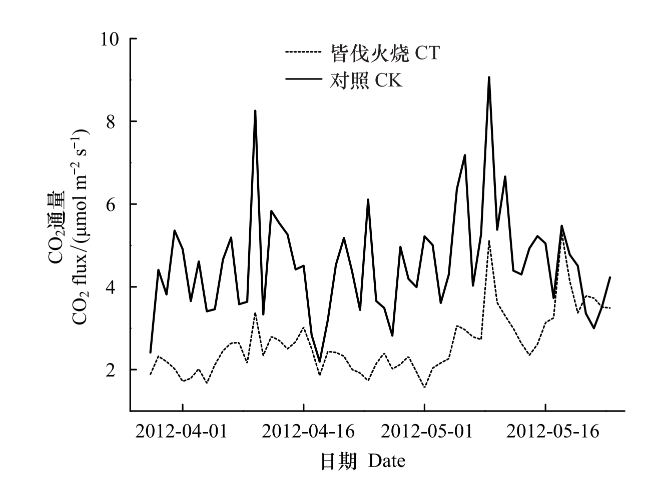


图 3　皆伐火烧后 2 个月内通过 Li8100 观测的皆伐火烧和对照的表观 CO_2 通量

Fig.3　Soil surface CO_2 fluxes of SB (plain line) **and that of CT** (dashed line) **directly measured with Li- 8100 chambers within two months after SB**

如图 4 所示，对照和皆伐火烧表观 0—10 cm CO_2 通量动态变化均呈单峰曲线，峰值出现在 5 至 6 月间。

而且，皆伐火烧表观 0—10 cm CO_2通量在 2012 年 6 月大幅低于对照。总体来看，皆伐火烧显著提高了 10—20 cm 的土壤 CO_2通量，显著降低其余土层的 CO_2通量。

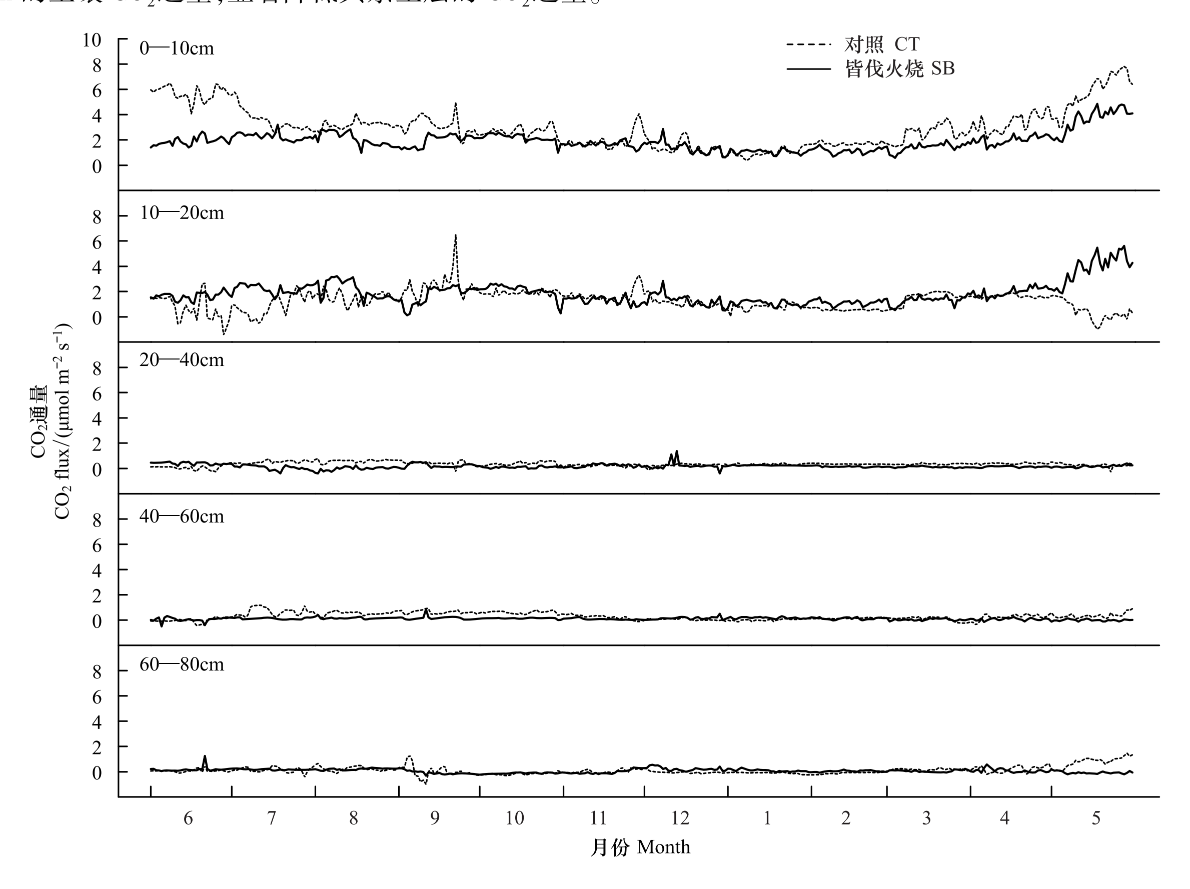


图 4　2012 年 6 月至 2013 年 5 月间皆伐火烧和对照土壤剖面土壤 CO_2通量年变化动态

Fig.4　Inter-annual dynamic of soil vertical profile CO_2 flux in the SB (plain line) **and the CT** (dashed line) **plot from June 2012 to May 2013**

皆伐火烧也改变不同土层 CO_2通量对土壤表观通量的贡献率。对照中，各土层对土壤 CO_2通量的贡献率分别是 58%、31%、2%、6%和 3%（图 6）。而皆伐火烧后，0—10 cm 土层贡献率下降至 2%，10—20 cm 土层的 CO_2通量贡献率则大幅上升至 87%，而其他土层 CO_2通量对土壤表观通量的贡献率没有显著变化。

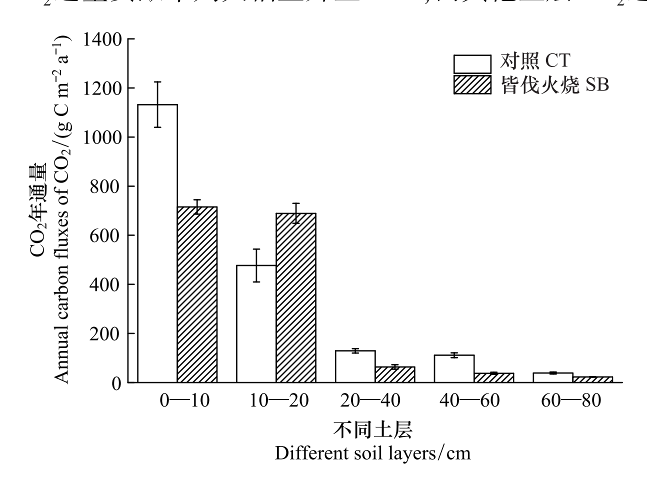


图 5　皆伐火烧和对照土壤剖面各土层 CO_2年通量

Fig.5　Annual carbon fluxes of CO_2 at different layers of SB and CT plot

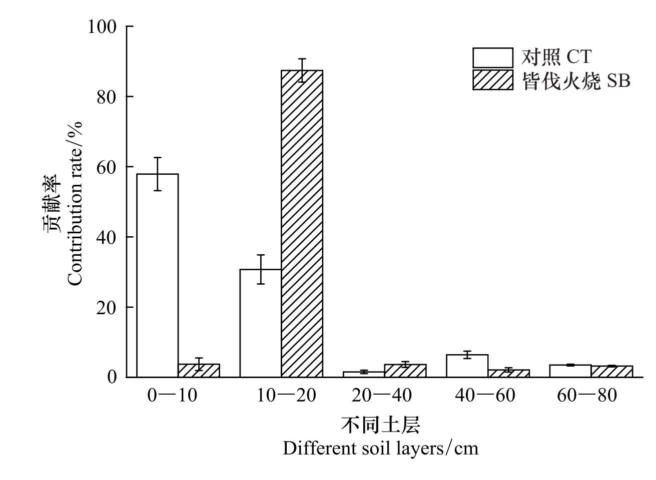


图 6　皆伐火烧和对照土壤剖面各土层 CO_2贡献率

Fig. 6　Soil vertical profile CO_2 fluxes contribution at different layers of SB and CT plot

2.3 皆伐火烧对不同深度温度和含水率的影响

对照与皆伐火烧不同深度的土壤温度年变化趋势相似,由 2012 年 7 月至 2013 年 1 月土壤温度逐渐降低,2013 年 2 月至 2013 年 5 月土壤温度逐渐升高。皆伐火烧各深度土壤温度均有高于对照,尤以 2012 年 6 月至 2013 年 1 月最为显著(图 7),变化范围为 7℃—31℃,年平均温度约为 21℃。不同土层间土壤温度差异随时间而改变,皆伐火烧样地 2012 年 6 月至 11 月土壤温度随土壤深度增加而降低,2012 年 12 月至 2013 年 2 月不同土层土壤温度无显著差异,2013 年 3 月至 5 月土壤温度随土壤深度增加而升高。对照样地不同土层间土壤温度差异亦呈现相同趋势。

皆伐火烧与对照的土壤含水率年变化趋势相似,但皆伐火烧各土层含水率变化幅度均增大。皆伐火烧与对照各深度土壤含水率的差异随火烧后的时间而改变。2012 年 6 月至 2013 年 1 月,皆伐火烧各深度土壤含水量均低于对照(图 7)。其中尤以 0—20 cm 的土壤含水率减少最多,从对照处理的 7%—32%降低至皆伐火烧的 3%—25%。2013 年 2 月至 5 月皆伐火烧和对照在同一深度土壤含水率相差不大(图 7)。皆伐火烧和对照样地在同一处理的不同土层间土壤含水率随土壤深度增加呈上升趋势。

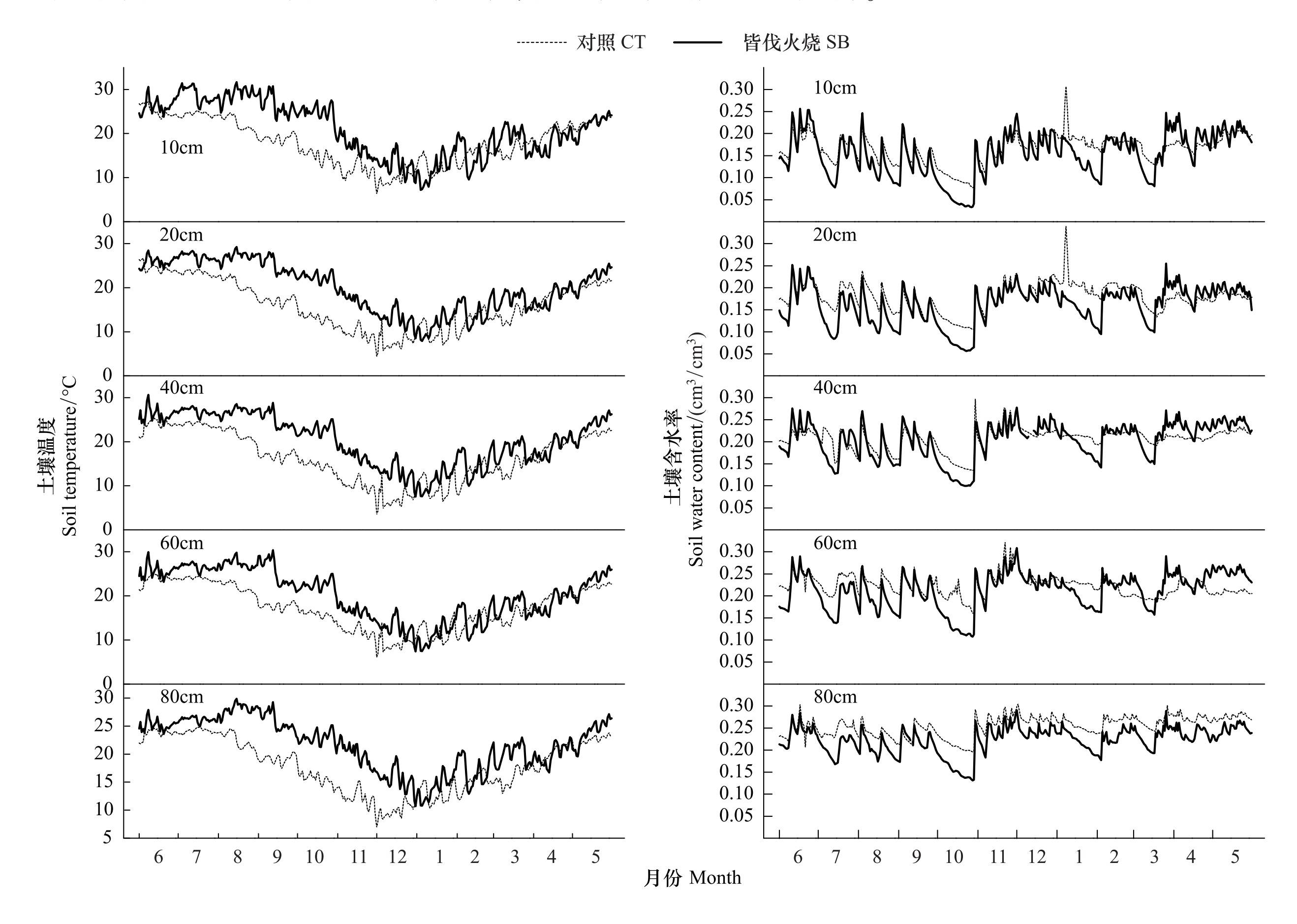


图 7　皆伐火烧和对照土壤剖面温度和含水率的年变化动态

Fig.7　Inter-annual dynamic of soil vertical profile temperature and water content, in the SB (plain line) **and the CT** (dashed line) **plot, from June, 2012 to Mary, 2013 at each depth**

2.4 不同土壤深度 CO_2 通量与温度和含水率的关系

运用指数模型对不同深度土壤 CO_2 通量和土壤温度进行拟合(表 2),发现对照样地只有 0—10 cm 的 CO_2 通量与温度呈显著相关($P<0.05$),但火烧样地 0—10 cm 和 10—20 cm 土壤 CO_2 通量和土壤温度均呈显著相关。

对不同深度土壤 CO_2 通量和土壤含水率进行线性模型拟合(表 2),发现除对照 10—20、20—40 cm 和皆

伐火烧 40—60 cm 土层的土壤 CO_2通量与土壤含水量有显著负相关外,其余土层的 CO_2通量与土壤含水量均无显著相关性。

表 2 不同深度土壤温度(*T*)和土壤湿度(*W*)与 CO_2通量在两种模型拟合下的模型参数

Table 2 Parameters of two models of CO_2 flux in relation to soil temperature (*T*) and soil moisture content (*M*) at different soil depths

处理 Treatment type	土壤深度 Soil depth/cm	$R=a\times e^{bT}$			$R=a\times W+b$		
		a	*b*	R^2	*a*	*b*	R^2
对照 CT	10	0.578	0.086	0.689**	3.544	2.386	0.004
	20	1.665	−0.023	0.051	−9.954	2.958	0.310**
	40	0.275	0.013	0.037	−3.416	1.045	0.282**
	60	0.059	0.088	0.232	−4.088	1.209	0.095
	80	1.047	−0.042	0.269	−3.851	1.487	0.133
皆伐火烧 SB	10	0.993	0.03	0.246**	2.165	1.551	0.016
	20	0.843	0.037	0.226**	−0.367	1.874	0.001
	40	0.254	−0.021	0.004	0.976	−0.031	0.094
	60	0.141	−0.015	0.011	−0.913	0.294	0.236*
	80	1.184	−0.159	0.042	1.431	−0.26	0.007

*达到显著水平(0.05), **达到极显著性水平(0.01)

3 讨论

3.1 皆伐火烧对土壤表观 CO_2通量变化的影响:

皆伐火烧对土壤 CO_2通量的影响,与火烧后的观测时间有关。本研究中,皆伐火烧的前 2 个月内,其土壤表观 CO_2通量要高于对照。该结果与相关研究类似,Wüthrich 等在瑞士的研究发现皆伐火烧会促进土壤呼吸[19]。本研究中,皆伐火烧后,植被覆盖的减少显著增加土壤温度(图 7),提高土壤有机碳矿化速率,从而促进土壤呼吸[5]。火烧后残留的灰烬物质会提供大量易分解有机碳[19],同时会引起土壤 pH 的升高[19],有利于微生物的生长进而提高土壤呼吸[21]。火烧破坏土壤团聚体,使得团聚体保护性碳的释放,同时增加土壤通气条件,进一步促进土壤呼吸速率[22]。之后,土壤表观的 CO_2通量低于对照,可能原因是皆伐火烧 2 个月后植物死亡残渣分解殆尽,表层土壤有机碳量降低[23],大量易分解有机碳的分解殆尽引起异养呼吸下降并最终导致土壤 CO_2通量降低[24]。皆伐火烧减少凋落物和植被覆盖,降低土壤有机质的输入,也会造成土壤 CO_2通量下降[8],火烧后根系呼吸的减少也将引起土壤 CO_2通量的下降[25]。

3.2 皆伐火烧对土壤不同深度 CO_2通量的影响:

本研究中,皆伐火烧改变不同深度土壤 CO_2通量。与对照相比,皆伐火烧 10—20 cm 深度土壤 CO_2通量显著增加,但其余不同深度土壤 CO_2通量均显著降低。同时,皆伐火烧改变了不同土层对于土壤表观 CO_2通量的贡献率。皆伐火烧后 0—10 cm 土层 CO_2贡献率显著下降,10—20 cm 土层 CO_2贡献率显著上升,其余土层 CO_2贡献率无显著变化。

表层 0—10 cm 土壤中较高的土壤有机碳含量和有效性碳是土壤 CO_2产量较高的主要原因[26],在对照样地中 0—10 cm 土层是表观土壤 CO_2通量的主要贡献者(图 6)。而皆伐火烧后地表凋落物全部烧尽,0—10 cm 的土壤碳含量显著下降(表 1),底物的减少导致 0—10 cm 异养呼吸大幅下降,造成该土层 CO_2贡献率降低。另一方面,火烧降低 0—10 cm 土层根系呼吸也是造成该土层 CO_2贡献率降低的重要原因[27]。皆伐火烧降低 0—10 cm 土层 CO_2产量导致其对表观 CO_2通量的贡献率大幅下降,进而降低 0—10 cm 土壤 CO_2通量。皆伐火烧导致 10—20 cm 土层 CO_2贡献率的上升,主要有以下 3 个方面的原因。首先,皆伐火烧降低 10—20 cm 的土壤含水率,有利于该土层 CO_2向地表扩散[28-29]。其次,皆伐火烧破坏了 0—10 cm 的土壤结构,使得 10—20 cm 土层与大气间的气体交换增强[30],同时,增加大气向该土层 O_2传输,促进微生物活动[31],提高土壤异养呼

吸。最后,皆伐火烧增加向 10—20cm 土壤的热传递,引起该土层土壤温度的升高,增加微生物活性[5]。皆伐火烧对 10—20 cm 土层造成的这 3 个方面的影响,都会促进该土层 CO_2 的排放,提高该土层 CO_2 通量及其对表观 CO_2 通量的贡献率。皆伐火烧样地 20—80 cm 土壤 CO_2 通量均低于对照,有可能的原因是皆伐火烧降低该土层根系呼吸,虽然皆伐火烧引起的该土层含水率下降会促进该土层的异养呼吸,但根系呼吸下降的幅度高于异养呼吸增加的幅度,导致皆伐火烧对该土层 CO_2 通量的总体作用为抑制。皆伐火烧对 20—40、40—60 cm 和 60—80 cm 土壤 CO_2 贡献率无显著影响的原因可能是该土层 CO_2 通量下降幅度与土壤 CO_2 总通量下降的幅度很接近,导致该土层 CO_2 贡献率没有显著变化。由此可见,虽然皆伐火烧降低了土壤表观 CO_2 通量,但其会促进土壤中有机碳的分解,不利于土壤碳的稳定性。

3.3　不同深度土壤 CO_2 通量对温度和含水率的响应

土壤温度和含水量在调节土壤呼吸的过程中发挥着重要的作用[32]。本研究表明对照土壤表观(0—10 cm)的 CO_2 通量与土壤温度呈极显著的指数相关,其余土层 CO_2 通量与土壤温度无显著指数相关。已有研究表明含水率对于土壤 CO_2 通量具有重要影响[33],且本研究发现 10—40 cm 土层的土壤 CO_2 通量与土壤含水率呈显著线性负相关。因此,本研究 10—40 cm 土壤 CO_2 通量可能主要受土壤含水率调控,导致 10—40 cm 土层的土壤 CO_2 通量与土壤温度无显著指数相关。与对照样地不同的是皆伐火烧样地土壤 0—20 cm 的 CO_2 通量与温度均呈指数相关。可能是由于皆伐火烧显著降低了 10—20 cm 土层的含水量,使得土壤透气性发生改变,消除了高含水量对于土壤微生物活动的抑制。另一方面,温度升高刺激了 10—20 cm 土壤微生物的活性和代谢能力,引起了该土层 CO_2 通量的上升。

本研究发现对照样地 10—20 cm 和 20—40 cm 以及皆伐火烧样地 20—40 cm 土层的土壤 CO_2 通量与含水量呈线性负相关(表 2),与部分相关研究的结果相似[34-36]。土壤中的孔隙是土壤中气体传输的主要途径,含水量的增加会导致土壤孔隙中水分的增加,使得 CO_2 在土壤中的传输受阻降低了土壤 CO_2 通量。另一方面,土壤含水量过高也会增强土壤的厌氧条件抑制土壤微生物活动,间接导致土壤 CO_2 通量降低。也有研究表明土壤含水量对土壤 CO_2 通量具有促进作用[7, 37],这可能与研究区域的水分限制有关。本研究中 20 cm 深度以下土壤含水率较充足,不存在水分限制的情况,含水率的增加不仅不会促进土壤碳排放反而会产生抑制作用。40—80 cm 土层的土壤 CO_2 浓度一直较高(图 1),处于长期累积的状态,CO_2 通量一直较稳定受温度含水量影响较小。

4　结论

皆伐火烧作为亚热带地区重要的人工营林措施,其对土壤呼吸的影响一直是人们关注的热点。本文旨在研究不同深度土壤 CO_2 通量对皆伐火烧的响应。(1)皆伐火烧对土壤呼吸的影响随着时间的变化而产生不同影响。皆伐火烧后的 2 个月内,其土壤表观 CO_2 通量要高于对照。之后,皆伐火烧样地表观土壤 CO_2 通量显著低于对照样地。(2)皆伐火烧对不同深度的 CO_2 通量产生不同影响。其中,皆伐火烧减少 0—10 cm 土层的 CO_2 通量,提高 10—20 cm 的 CO_2 通量。同时改变不同土层对于表观 CO_2 通量的贡献率,如降低 0—10 cm 土层的 CO_2 通量贡献率,并且大幅提高 0—20 cm 的 CO_2 通量贡献率。(3)皆伐火烧会改变不同深度土壤 CO_2 通量对于环境因子的响应。因此,为更准确的评估皆伐火烧对于土壤大气碳交换的影响,应考虑皆伐火烧后不同时期土壤 CO_2 通量的变化,以及不同深度土壤 CO_2 通量对于皆伐火烧的响应。

参考文献(References):

[1] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. Tellus, 1992, 44(2): 81-99.
[2] Schlesinger W H, Andrews J A. Soil respiration and the global carbon cycle. Biogeochemistry, 2000, 48(1): 7-20.
[3] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, 2004, 304(5677): 1623-1627.
[4] Dixon R K, Solomon A M, Brown S, Houghton R A, Trexier M C, Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science, 1994,

263(5144):185-190.

[5] Ma S Y, Chen J Q, North M, Erickson H E, Bresee M, Le Moine J. Short-Term Effects of Experimental Burning and Thinning on Soil Respiration in an Old-Growth, Mixed-Conifer Forest. Environmental Management, 2004, 33(S1): S148-S159.

[6] Jia X X, Shao M A, Wei X R. Responses of soil respiration to N addition, burning and clipping in temperate semiarid grassland in northern China. Agricultural and Forest Meteorology, 2012, 166-167: 32-40.

[7] Marañón-Jiménez S, Castro J, Kowalski A S, Serrano-Ortiz P, Reverter B R, Sánchez-Cañete E P, Zamora R. Post-fire soil respiration in relation to burnt wood management in a Mediterranean mountain ecosystem. Forest Ecology and Management, 2011, 261(8): 1436-1447.

[8] Guo J F, Yang Y S, Chen G S, Xie J S, Gao R, Qian W. Effects of clear-cutting and slash burning on soil respiration in Chinese fir and evergreen broadleaved forests in mid-subtropical China. Plant and Soil, 2010, 333(1/2): 249-261.

[9] Lützow M V, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B, Flessa H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions-a review. European Journal of Soil Science, 2006, 57(4): 426-445.

[10] 杨玉盛, 陈光水, 王小国, 谢锦升, 高人, 李震, 金钊. 中国亚热带森林转换对土壤呼吸动态及通量的影响. 生态学报, 2005, 25(7): 1684-1690.

[11] Sotta E D, Veldkamp E, Schwendenmann L, GuimarÃEs B R, PaixÃO R K, Ruivo M d L P, Da Costa A C L, Meir P. Effects of an induced drought on soil carbon dioxide (CO_2) efflux and soil CO_2 production in an Eastern Amazonian rainforest, Brazil. Global Change Biology, 2007, 13(10): 2218-2229.

[12] Lavigne M B, Boutin R, Foster R J, Goodine G, Bernier P Y, Robitaille G. Soil respiration responses to temperature are controlled more by roots than by decomposition in balsam fir ecosystems. Canadian Journal of Forest Research, 2003, 33(9): 1744-1753.

[13] Maier M, Schack-Kirchner H. Using the gradient method to determine soil gas flux: A review. Agricultural and Forest Meteorology, 2014, 192-193: 78-95.

[14] Penman H L. Gas and vapour movements in the soil: I. The diffusion of vapours through porous solids. The Journal of Agricultural Science, 1940, 30(3): 437-462.

[15] Millington R J. Gas Diffusion in Porous Media. Science, 1959, 130(3367): 100-102.

[16] Campbell G S. Soil Physics With Basic: Transport Models for Soil-Plant Systems. Amsterdam: Elsevier, 1985.

[17] 王超, 黄群斌, 杨智杰, 黄蓉, 陈光水. 杉木人工林不同深度土壤 CO_2 通量. 生态学报, 2011, 31(19): 5711-5719.

[18] Risk D, Kellman L, Beltrami H. Soil CO_2 production and surface flux at four climate observatories in eastern Canada. Global Biogeochemical Cycles, 2002, 16(4): 69-1-69-12.

[19] Wüthrich C, Schaub D, Weber M, Marxer P, Conedera M. Soil respiration and soil microbial biomass after fire in a sweet chestnut forest in southern Switzerland. Catena, 2002, 48(3): 201-215.

[20] Christensen N L. The effects of fire on physical and chemical properties of soils in Mediterranean-climate shrublands // Moreno J M, Oechel W C, eds. The Role of Fire in Mediterranean-type Ecosystems. New York: Springer, 1994: 79-95.

[21] Andersson M, Michelsen A, Jensen M, Kjøller A. Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(5): 849-858.

[22] 魏亚伟, 苏以荣, 陈香碧, 何寻阳, 覃文更, 韦国富. 人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响. 应用生态学报, 2011, 22(4): 971-978.

[23] Guo J F, Yang Y S, Chen G S, Xie J S, Lin P. Soil C and N pools in Chinese fir and evergreen broadleaf forests and their changes with slash burning in mid-subtropical China. Pedosphere, 2006, 16(1): 56-63.

[24] O'Neill K P, Kasischke E S, Richter D D. Environmental controls on soil CO_2 flux following fire in black spruce, white spruce, and aspen stands of interior Alaska. Canadian Journal of Forest Research, 2002, 32(9): 1525-1541.

[25] 杨玉盛, 董彬, 谢锦升, 陈光水, 高人, 李灵, 王小国, 郭剑芬. 森林土壤呼吸及其对全球变化的响应. 生态学报, 2004, 24(3): 583-591.

[26] Jobbágy E G, Jackson R B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological applications, 2000, 10(2): 423-436.

[27] Richards A E, Dathe J, Cook G D. Fire interacts with season to influence soil respiration in tropical savannas. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 53: 90-98.

[28] Wiaux F, Vanclooster M, Van Oost K. Vertical partitioning and controlling factors of gradient-based soil carbon dioxide fluxes in two contrasted soil profiles along a loamy hillslope. Biogeosciences, 2015, 12(15): 4637-4649.

[29] Hashimoto S, Tanaka N, Kume T, Yoshifuji N, Hotta N, Tanaka K, Suzuki M. Seasonality of vertically partitioned soil CO_2 production in temperate and tropical forest. Journal of Forest Research, 2007, 12(3): 209-221.

[30] Bauer J, Weihermüller L, Huisman J A, Herbst M, Graf A, Séquaris J M, Vereecken H. Inverse determination of heterotrophic soil respiration

response to temperature and water content under field conditions. Biogeochemistry, 2012, 108(1/3): 119-134.

[31] Ball B C. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. European Journal of Soil Science, 2013, 64(3): 357-373.

[32] Joffre R, Ourcival J M, Rambal S, Rocheteau A. The key-role of topsoil moisture on CO_2 efflux from a Mediterranean Quercus ilex forest. Annals of Forest Science, 2003, 60(6): 519-526.

[33] Gabriel C E, Kellman L. Investigating the role of moisture as an environmental constraint in the decomposition of shallow and deep mineral soil organic matter of a temperate coniferous soil. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 68: 373-384.

[34] Webster K L, Creed I F, Bourbonnière R A, Beall F D. Controls on the heterogeneity of soil respiration in a tolerant hardwood forest. Journal of Geophysical Research Biogeosciences, 2008, 113(G3): G03018.

[35] Perrin D, Laitat E, Yernaux M, Aubinet M. Modelling of the response of forest soil respiration fluxes to the main climatic variables. Biotechnology, Agronomy, Society and Environment, 2004, 8(1): 15-26.

[36] Tran A P, Bogaert P, Wiaux F, Vanclooster M, Lambot S. High-resolution space-time quantification of soil moisture along a hillslope using joint analysis of ground penetrating radar and frequency domain reflectometry data. Journal of Hydrology, 2015, 523: 252-261.

[37] Herbst M, Hellebrand H J, Bauer J, Huisman J A, Šimůnek J, Weihermüller L, Graf A, Vanderborght J, Vereecken H. Multiyear heterotrophic soil respiration: Evaluation of a coupled CO_2 transport and carbon turnover model. Ecological Modelling, 2008, 214(2/4): 271-283.